桂北典型锰矿区周边土壤重金属污染状况及主要植物富集特征

王新帅[1]，林 华[1,2,3]，俞 果[1,2,3*]，蒋萍萍[1,2,3]，刘 杰[1,2,3]

(1. 桂林理工大学 环境科学与工程学院，广西 桂林 541004；2. 桂林理工大学岩溶地区水污染控制与利用安全保障协同创新中心，广西 桂林 541004；3. 广西环境污染控制理论与技术重点实验室科教结合科技创新基地，广西 桂林 541004)

摘要：为探究桂北某典型锰矿尾库区周边土壤和农作物重金属污染状况，筛选适合该地区污染土壤修复的植物材料，在矿区周边采集 23 种主要植物及其根际土壤、9 种农作物并测定了 Cd、Mn、Cr、Pb 和 Zn 等 5 种重金属含量，采用单因子污染指数法和综合污染指数法评价了矿区农田土壤、农作物中重金属的生态风险，通过计算植物对重金属的富集和转运系数评估其应用潜力。结果表明：（1）研究区土壤 Cd、Mn 污染最为严重，单因子污染指数分别为 18.53、147.09，达到重度污染级别；（2）研究区花生、小白菜等作物可食用部位中的 Cd、Cr、Pb 含量均超过食品国家安全标准（GB 2762-2017）中的阈值，具有较高健康风险；（3）23 种主要植物中青葙、鬼针草、一点红、蜈蚣草等对多种重金属转运系数大于 1，具备富集型植物特征；一把伞南星、蓖麻、千里光等根部重金属含量较高，转运系数较低，具备根部囤积型植物特征；响铃豆、筒轴茅、苣荬菜等富集的重金属含量相对较低，且在重金属污染土壤中能健康生长，具备规避型植物特征。该研究结果表明，研究区土壤存在较严重的 Cd/Mn 复合污染，青葙等植物用于修复该复合污染土壤极具应用潜力。

关键词：土壤重金属，锰矿区，污染评价，富集植物，转运系数

Heavy metal pollution assessment of a typical manganese mine tailing and heavy metal enrichment of dominant plant species in North Guangxi

WANG Xinshuai[1]，LIN Hua[1,2,3]，YU Guo[1,2,3*]，JIANG Pingping[1,2,3]，LIU jie[1,2,3]

(1. *College of Environmental Science and Engineering, Guilin University of Technology*, Guilin 541004, Guangxi, China; 2. *Collaborative Innovation Center for Water Pollution Control and Utilization in Karst Areas, Guilin University of Technology*, Guilin 541004, Guangxi, China; 3. *Guangxi Environmental Pollution Control Theory and Technology Key Laboratory, Science and Education Combination Technology Innovation Base*, Guilin 541004, Guangxi, China)

Abstract: In order to assess the heavy metal pollution of soils and crops around a typical manganese mine tailing in north Guangxi, and to select suitable plant materials for the remediation of heavy metal pollution in this area,

---

基金项目：国家自然科学基金（52070051，41867022）；广西科技计划项目（2020GXNSFAA297256，2021GXNSFBA220055，2021GXNSFBA196023）；广西科技基地和人才专项（桂科 AD19110156）；桂林市科学技术研究开发项目（20190219-3）[Supported by National Natural Science Foundation of China (52070051, 41867022); Guangxi Science and Technology Project (2020GXNSFAA297256, 2021GXNSFBA220055, 2021GXNSFBA196023); Guangxi Special Project of Science and Technology Base and Special Talent Development (Guike AD19110156); Guilin Project of Science and Technology Development (20190219-3)]。

第一作者：王新帅（1995-），硕士研究生，研究方向为重金属污染土壤植物修复，（E-mail）1450013597@qq.com。

***通信作者：**俞果，博士，实验师，研究方向为受损环境的生态修复，（E-mail）yuguo@glut.edu.cn。

23 dominant plant species, their rhizosphere soil, and nine crop samples were collected. The concentrations of Cd, Mn, Cr, Pb and Zn of the samples were analyzed. The ecological risks of heavy metals in the soils and crops were evaluated using the single factor and comprehensive pollution index. The bioconcentration and translocation factors of the dominant plant species were calculated. Results showed that Cd and Mn were the dominant pollutants in the soils of the studied area. The values of single factor pollution index of Cd and Mn reached 18.53 and 147.09 respectively. The concentrations of Cd, Cr and Pb in crops such as *Arachis hypogaea* and *Brassica chinensis* exceeded the threshold values in the National Food Safety Standards (GB 2762-2017), which had great health risks. Among the 23 dominant plant species, the transport coefficients of *Celosia argentea, Bidens pilosa, Emilia sonchifolia* and *Eremochloa ciliaris* for several heavy metals were greater than 1, indicating that they have the characteristics of metal accumulating plants. The heavy metal concentrations in roots of *Arisaema erubescens, Ricinus communis, and Senecio scandens* were relatively higher, while their transport coefficients were relatively lower. This indicated that they are root hoarding plant. The metal concentrations in the shoots and roots of *Crotalaria albida, Rottboellia exaltata,* and *Sonchus arvensis* were relatively lower, while they kept healthy in the contaminated soil. This indicated that they are elusive plants. The soils in the studied area were seriously polluted by Cd and Mn. *Celosia argentea* is a potential plant material for the remediation of the co-contaminated soil.
Keywords: soil heavy metal，manganese mining area，pollution assessment，accumulator，translocation factor

有色金属矿山的开采推动了国民经济的快速发展，但同时也引起了严重的环境污染问题（Luckeneder et al.，2021）。矿产开发活动产生的废水、废渣往往会导致矿区周边土壤被重金属污染（Dong et al., 2019）。与有机污染物相比，重金属具有不可降解的特性，且易于通过土壤-作物-食物链进入人体，严重威胁粮食生产安全和人类健康（Xiao et al., 2017）。因此，矿区土壤重金属污染受到学界的广泛关注。广西矿产资源丰富，被称为“有色金属之乡”，其中锰矿的储量和开采规模居全国之首（Liu et al., 2020）。研究表明，锰矿区及其周边土壤常存在 Mn、Cd、Pb、Zn 等重金属复合污染（Hao & Jiang, 2015）。此外，广西高达67%的耕地为酸性土壤，这使土壤生态环境面对重金属污染时更加敏感和脆弱（Liu et al., 2020）。不同矿区的重金属污染特征以及周边土壤理化性质、农作物类型都有较大差异，对矿区周边土壤和农作物的重金属污染特征以及生态风险进行正确的评价对于土壤修复和安全利用具有重要意义。

植物修复技术（phytoremediation）被认为是修复重金属污染土壤最具潜力的方法之一，与传统的物理化学修复手段相比，具备治理过程的原位性、治理成本的低廉性、环境美学的兼容性等多项优点（Sarda et al., 2021）。超富集植物（hyperaccumulator）是植物修复技术的核心载体，在修复重金属污染土壤过程中发挥着重要的作用（Dai et al., 2021）。在矿区筛选重金属富集能力强、耐受性强、易于繁殖的特征植物用于植物修复已成为近年来的国内外学者的研究热点。优势植物一般指在地区植物群落中数量较多，覆盖度较大，对生境影响较大的植物种（Wu et al., 2021）。虽然矿区土壤往往存在养分匮乏、基质结构差等问题，但仍有一部分优势植物能适应这种恶劣的环境并健康地生长。程俊伟等（2021）研究了贵州湘江锰矿区 13 种优势植物对 Mn、Cb、Pb、Cu、Zn、Cr 和 Hg 的富集能力，发现垂序商陆、小蓬草、酸模叶蓼和苍耳具有较强的重金属富集能力，可以用于该地区重金属污染土壤修复的先锋植物。Wu 等（2021）研究了四川兴文县西南部黄铁矿 29 种优势植物对 Cd、Cu、Cr 和 Ni 的富集能力，发现苎麻、野菊花、五节芒、小蓬草、川莓、千里光和荩草对 Cr、Cd、Ni 和 Cu 具有较强的富集能力，是治理该地区土壤污染潜在的修复植物。

本研究以桂北典型锰矿尾库区为研究区域，对研究区内优势植物、农作物和土壤进行了现场调查和样品采集，采用单因子污染指数法和 Nemerow 综合污染指数法，通过计算植物对重金属的富集和转运系数筛选能大量富集重金属的优势植物，拟探讨以下问题：（1）研究区土壤和农作物的重金属污染现状及其生态风险；（2）研究区主要植物重金属富集转运能力。研究成果有望为该类型矿区农田土壤的风险管控和生态修复提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区位于广西壮族自治区桂林市平乐县阳安乡北部的锰矿尾库区，矿区为丘陵地貌，地处110°53′39.12″E、24°32′23.64″N。研究区属于中亚热带季风性气候，年平均降雨量 1 492 mm，年平均气温 17.7 ℃，区域以壤土或砂壤土为主，土壤偏酸性（pH 为 6.5 左右）。研究区的锰矿开采活动开始于 1958 年，目前该矿区的已停止开采，当地村民在矿区周围种植少量农作物。研究区及采样点位置见图 1。

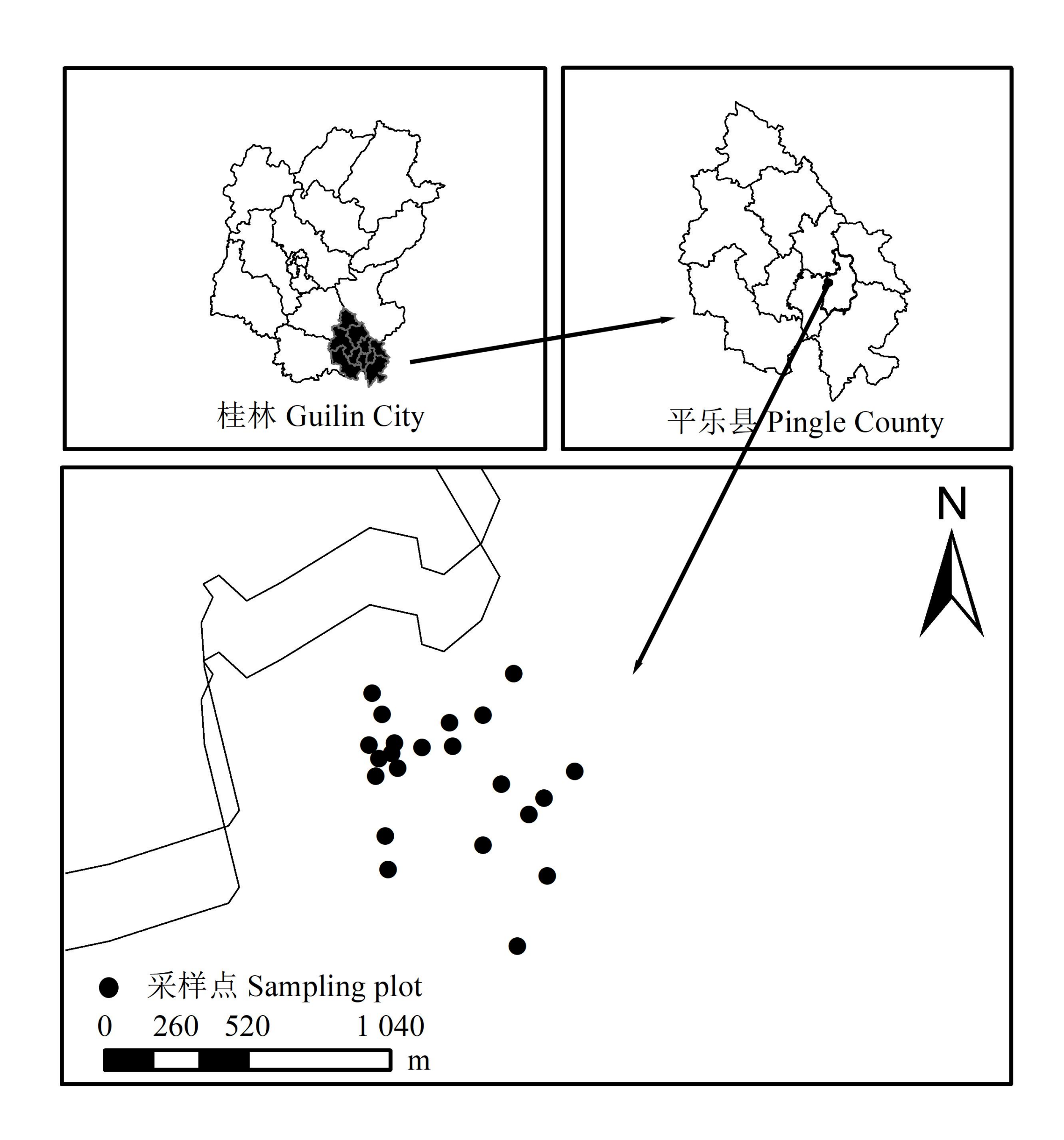


图 1 采样点位图

Fig. 1 Distribution maps of soil sampling areas and points

1.2 实验设计及样品采集

于 2020 年 8 月，对研究区内主要植物、农作物和植物根际土壤进行了现场调查和样品采集。根据优势度筛查，选取研究区生长状况较好、分布较多的 23 种优势植物作为研究对象，分属 11 个科和 22 个属，其中菊科 7 种（占 30.4%）、豆科 4 种（占 17.4%）、禾本科 3 种（占 13.0%），其他如旋花科、大戟科、天南星科、柳叶菜科、马钱科、山柑科、苋科、锦葵科各 1 种，如表 1 所示。此外，采集研究区村民种植的 9 种处于成熟期的常见农作物，包括芝麻（*Sesamum indicum*）、花生（*Arachis hypogaea*）、小白菜（*Brassica chinensis*）、南瓜（*Cucurbita moschata*）、赤小豆（*Vigna umbellata*）、玉米（*Zea mays*）、大豆（*Glycine max*）、扁豆（*Lablab purpureus*）、葱（*Allium fistulosum*）。对选取的优势植物和农作物每种采集 3 株，并进行标记，优势植物取其地上部分和根部，农作物取其可食用部分。采集植物样品的同时采集根际土壤，将植物根系附着的土壤取下后混合均匀，用四分法取 1 kg 装于自封袋中带回实验室。

表 1 研究区优势植物种类

Table 1 Dominant plants species in the study area

科 Family	属 Genus	种 Species
禾本科 Gramineae	蜈蚣草属 *Eremochloa*	蜈蚣草 *Eremochloa ciliaris*
	筒轴茅属 *Rottboellia*	筒轴茅 *Rottboellia exaltata*
	䅟属 *Eleusine*	牛筋草 *Eleusine indica*
旋花科 Convolvulaceae	牵牛属 *Pharbitis*	牵牛 *Pharbitis nil*
大戟科 Euphorbiaceae	蓖麻属 *Ricinus*	蓖麻 *Ricinus communis*
天南星科 Araceae	天南星属 *Arisaema*	一把伞南星 *Arisaema erubescens*
菊科 Asteraceae	假臭草属 *Praxelis*	假臭草 *Praxelis clematidea*
	鬼针草属 *Bidens*	鬼针草 *Bidens pilosa*
	一点红属 *Emilia*	一点红 *Emilia sonchifolia*
	白酒草属 *Conyza*	小蓬草 *Conyza canadensis*
	千里光属 *Senecio*	千里光 *Senecio scandens*
	蒿属 *Artemisia*	青蒿 *Artemisia caruifolia*
		蒙古蒿 *Artemisia mongolica*
	苦苣菜属 *Sonchus*	苣荬菜 *Sonchus arvensis*
豆科 Fabaceae	链荚豆属 *Alysicarpus*	链荚豆 *Alysicarpus vaginalis*
	葛属 *Pueraria*	葛 *Pueraria lobata*
	猪屎豆属 *Crotalaria*	响铃豆 *Crotalaria albida*
	木豆属 *Cajanus*	蔓草虫豆 *Cajanus scarabaeoides*
柳叶菜科 Onagraceae	丁香蓼属 *Ludwigia*	丁香蓼 *Ludwigia prostrata*
马钱科 Loganiaceae	醉鱼草属 *Buddleja*	白背枫 *Buddleja asiatica*
山柑科 Capparaceae	白花菜属 *Cleome*	黄花草 *Cleome viscosa*
苋科 Amaranthaceae	青葙属 *Celosia*	青葙 *Celosia argentea*
锦葵科 Malvaceae	赛葵属 *Malvastrum*	赛葵 *Malvastrum coromandelianum*

1.3 样品处理和测定

剔除土壤样品中的石子、根须等杂物，自然风干后过 0.841 mm 尼龙筛网备用。新鲜植物样品及作物样品用去离子水反复冲洗，吸水纸吸去表面水分后放入烘箱 105 ℃杀青 30 min，60 ℃烘至恒重，植物样品将地上部分和根分别磨碎，作物样品剥取可食用部分，即芝麻籽、花生粒、小白菜叶、南瓜瓤、赤小豆粒、玉米粒、大豆粒、扁豆荚和葱叶，研磨成粉。分别称取土壤样品、植物样品和作物样品 0.20 g（精确到 0.000 1 g），采用美国国家环保署（US EPA）推荐的 HNO_3-H_2O_2 体系消解土壤样品，采用 HNO_3-$HClO_4$ 法（EPA 3050B）消解植物和作物样品。消解后采用原子吸收光谱仪（PE-AA700 型）测定重金属含量，同时设置空白和质控样参比，使用国家标准土壤样品（GBW08303）和国家标准植物样品（GBW07604）进行质量控制，标样回收率分别为：Cd 89.21%~101.02%、Mn 85.60%~111.89%、Cr 85.14%~109.12%、Pb 86.55%~108.22%、Zn 85.15%~109.17%。分析过程中所采用的试剂均为优级纯试剂。

1.4 **数据处理与分析**

单因子污染指数(P_i)（Lee et al., 2008；Lei et al., 2015）和 Nemerow 综合污染指数(P_{com})（Ogunkunle & Fatoba, 2013）通常被用来评估土壤的污染水平。P_i 和 P_{com} 的计算公式和评价标准如下所示：

$$P_i = \frac{C_i}{S_i} \tag{1}$$

式中：P_i 为单因子污染指数；C_i 是污染物的实际测定浓度；S_i 则为污染物的标准值，以土壤污染风险筛选值（锰以广西背景值）为标准计算污染指数（中华人民共和国生态环境部，2018；广西环境保护科学研究所，1992）。作物重金属污染指数的计算与土壤类似，以国家食品安全标准最大值作为标准值（Liu et

al., 2018）。评价结果分为四个等级，即 Pi≤1.0，未污染；1.0<P_i≤2.0，轻度污染；2.0<P_i≤3.0，中度污染；P_i>3.0，重度污染。P_i 越大代表污染越严重。

$$P_{com}=\sqrt{\frac{(P_{max}^2+P_{ave}^2)}{2}} \quad (2)$$

其中：P_{com} 表示综合污染指数；P_{ave} 表示单因子污染指数的平均值；P_{max} 表示单因子污染指数的最大值。评价结果分为五个等级，即 P_{com}≤0.7，未污染；0.7<P_{com}≤1.0，警戒值；1.0<P_{com}≤2.0，轻度污染；2.0<P_{com}≤3.0，中度污染；P_{com}>3.0，重度污染。

生物富集系数（bioconcentration factor ，BCF）是植物地上部分重金属含量与土壤中对应重金属含量的比值，转运系数（translocation factor ，TF）是植物地上部分重金属含量与植物根部对应重金属含量的比值，其分别反映了植物从土壤中吸收重金属的能力和植物将重金属从根部转移到地上部分的能力（Liu et al., 2014）。

2 结果与分析

2.1 土壤重金属污染状况

研究区土壤污染状况及污染指数见表 2。结果表明，各重金属含量最高值分别为标准值的 36.43、292.14、1.01、0.89 和 1.82 倍。以广西土壤背景值作为标准参考（广西环境保护科学研究所，1992），5 种重金属元素单因子污染指数高低顺序为 Mn>Cd>Zn>Pb>Cr。其中 Cd、Mn 和 Zn 达到重度污染级别；Pb 达到中度污染级别；Cr 达到轻度污染级别。以国家土壤背景值作为标准参考（中国环境监测总站，1990），5 种重金属元素单因子污染指数高低顺序为 Cd>Mn>Zn>Pb>Cr。其中 Cd、Mn 和 Zn 达到重度污染级别；Pb 达到中度污染级别；Cr 处于未污染状态。以土壤污染风险筛选值作为标准参考（中华人民共和国生态环境部，2018），5 种重金属元素单因子污染指数高低顺序为 Cd>Mn>Zn>Pb>Cr。其中 Cd 和 Mn 达到重度污染级别；Zn 处于轻度污染级别；Cr 和 Pb 处于未污染状态，主要表现为 Cd/Mn 复合污染。研究区 Nemerow 综合污染指数远超重度污染限值。土壤镉含量均值显著高于《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准（试行）》（GB 15618-2018）中规定的土壤管制值。

表 2 研究区土壤重金属含量及污染指数

Table 2 Heavy metal concentrations in soils and the pollution index

指标 Index	重金属含量 Heavy metal content (mg·kg^{-1})				
	Cd	Mn	Cr	Pb	Zn
最大值 Maximum	10.93	51416.67	151.78	79.78	364.10
最小值 Minimum	0.19	360.56	54.89	18.04	95.93
均值 Mean	5.56	25888.62	103.34	48.91	230.02
土壤筛选值 Screening values for soil	0.30	—	150.00	90.00	200.00
土壤管制值 Intervention values for soil	2.00	—	850.00	500.00	-
广西土壤背景值 Soil background value of Guangxi	0.267	176.00	65.30	19.50	75.60
中国土壤背景值 Soil background value of China	0.07	583.00	150.00	24.00	64.70
TOB	20.82	147.09	1.58	2.51	3.04
COB	79.43	44.41	0.69	2.04	3.55
单因子污染指数 P_i	18.53	147.09	0.69	0.54	1.15
综合污染指数 P_{com}	106.69				

注：TOB 为根据广西土壤背景值计算出的单因子污染指数值；COB 为根据中国土壤背景值计算出的单因子污染指数值；土壤筛选值和土壤管制值适用的 pH 范围为 5.5<pH≤6.5。

Note: TOB is the value of single factor pollution index calculated by the soil background value of Guangxi province; COB is the value of single factor pollution index calculated by the soil background value of China; The applicable pH range of the soil screening value and soil control value is 5.5<pH≤6.5.

2.2 作物可食用部分重金属含量及污染指数

基于国家食品标准的阈值，对研究区 9 种作物可食用部位中 5 种重金属含量及污染程度进行了研究，结果见表 3。大部分作物可食用部位中重金属含量均超出了食品国家安全标准（GB 2762-2017）中的阈值。矿区周边作物的重金属污染指数及其污染程度见表 4，4 种重金属元素单因子污染指数高低顺序为 Pb>Cr>Cd>Zn（食品安全国家标准中未包含 Mn），除 Zn 外各重金属 P_i 值均值都在 3 以上，高于重度污染级别。Nemerow 综合污染指数结果显示，所有作物都处于重度污染级别。研究区 9 种作物重金属综合污染程度高低顺序为赤小豆>小白菜>花生>芝麻>扁豆>玉米>大豆>葱>南瓜。

表 3 研究区作物可食用部分重金属含量（单位：mg·kg^{-1}）

Table 3 Heavy metal concentrations in the edible parts of crops in the study area (Unit: mg·kg^{-1})

作物名称 Crop species	Cd	Mn	Cr	Pb	Zn
芝麻 *Sesamum indicum*	**1.69**	170.69	**1.90**	**14.40**	25.63
花生 *Arachis hypogaea*	**7.79**	550.14	**65.64**	**9.63**	16.72
小白菜 *Brassica chinensis*	**1.08**	365.00	**66.08**	**5.47**	14.13
南瓜 *Cucurbita moschata*	0.24	5.00	**1.28**	0.06	56.25
赤小豆 *Vigna umbellata*	0.07	28.18	**62.89**	**33.22**	30.13
玉米 *Zea mays*	0.01	21.19	**1.67**	**11.40**	24.88
大豆 *Glycine max*	**2.75**	114.01	**3.32**	**1.92**	78.50
扁豆 *Lablab purpureus*	0.01	68.86	**63.19**	**5.11**	24.00
葱 *Allium fistulosum*	0.07	488.61	**1.76**	**2.64**	14.75
均值 Average values in crops	1.52	201.30	29.75	9.32	31.67
食品安全国家标准	0.05-0.50	—	0.50-1.00	0.10-0.20	20-100
Threshold values in the national food safety standard	GB 2762-2017	—	GB 2762-2017	GB 2762-2017	GB 13106-1991

注：— 表示没有国家标准；对超过食品安全国家标准的数值加粗。

Note: — means there is no national standard; The values that exceed threshold values in the national food safety standard are highlighted in bold.

表 4 研究区作物重金属污染指数

Table 4 Pollution index of heavy metal contamination in crops

作物名称 Crop species	单因子污染指数(P_i) Single contamination index (P_i)					Nemerow 综合污染指数(P_{com}) Nemerow multi-factor index (P_{com})
	P_{Cd}	P_{Mn}	P_{Cr}	P_{Pb}	P_{Zn}	
芝麻 *Sesamum indicumxi*	3.38	—	1.90	70	0.51	51.28
花生 *Arachis hypogaea*	15.58	—	65.64	48.15	0.33	51.77
小白菜 *Brassica chinensis*	5.40	—	132.16	18.23	0.71	97.46
南瓜 *Cucurbita moschata*	4.80	—	2.56	0.6	2.81	3.89
赤小豆 *Vigna umbellata*	0.35	—	62.89	166.1	0.30	124.27
玉米 *Zea mays*	0.10	—	1.67	57	0.50	41.65
大豆 *Glycine max*	13.75	—	3.32	9.60	0.79	10.87
扁豆 *Lablab purpureus*	0.10	—	63.19	25.55	1.20	47.43

葱 *Allium fistulosum*	0.35	—	3.52	8.80	0.74	6.66
均值 Average values in crops	4.87	—	37.43	44.89	0.88	48.36

2.3 优势植物重金属含量及富集转运能力

本研究中，23 种优势植物体内重金属含量范围为：Cd 0.10~7.64 mg·kg^{-1}、Mn 121.65~2 170.83 mg·kg^{-1}、Cr 2.58~143.63 mg·kg^{-1}、Pb 1.88~30.72 mg·kg^{-1}、Zn 3.63~109.63 mg·kg^{-1}（表 5）。其中 Cd 的最低值出现在筒轴茅的地上部，最高值出现在千里光的根部；Mn 的最低值出现在响铃豆的根部，最高值出现在青葙的地上部；Cr 的最低值出现在筒轴茅的地上部，最高值出现在葛的地上部；Pb 的最低值出现在筒轴茅的地上部，最高值出现在鬼针草的地上部；Zn 的最低值出现在牛筋草的根部，最高值出现在一点红的地上部。一般情况下，生长在未污染土壤中的陆生植物的正常重金属浓度范围为：Mn 为 1~700 mg·kg^{-1}，Cd 为 0.2~0.8 mg·kg^{-1}，Cr 为 0.006~18 mg·kg^{-1}，Pb 为 0.1~41.7 mg·kg^{-1}，Zn 为 1~160 mg·kg^{-1}（Gardea et al., 2004；Hao et al., 2015）。本研究中 23 种优势植物的 Pb、Zn 含量处于正常范围内，大部分植物的 Cd、Mn、Cr 含量均超出了正常范围的上限值。

如表 6 所示，不同优势植物对同种重金属的富集系数和转运系数存在较大差异，其中牛筋草和假臭草对 Cd 的富集系数最高，分别达到 1.80 和 1.53；仅有牛筋草对 Mn 的转运系数超过 1，达到 2.57；其余三种重金属的植物富集系数均未超过 1。葛和青葙对 Cd 的转运系数最高，分别达到 2.42 和 2.24；青葙和青蒿对 Mn 的转运系数最高，分别达到 8.30 和 6.79；青蒿对 Cr 的转运系数高达 9.94；青葙、响铃豆和一点红对 Pb 的转运系数较高，分别为 2.78、1.68 和 1.66；苣荬菜、牛筋草和蜈蚣草对 Pb 的转运系数较大，分别为 4.93、3.49 和 3.26。

表 5 优势植物地上部分和根部重金属含量(单位：mg·kg^{-1})

Table 5 Concentration of heavy metals in the dominant plant species ((Unit: mg·kg^{-1})

物种 Species	根部 Root Cd	Mn	Cr	Pb	Zn	地上部 Shoot Cd	Mn	Cr	Pb	Zn
蜈蚣草 *Eremochloa ciliaris*	**4.90**	**707.92**	15.74	13.92	5.00	**0.82**	232.71	**36.92**	4.05	16.31
牵牛 *Pharbitis nil*	**0.89**	557.36	10.03	4.83	61.88	0.26	548.26	5.42	7.58	45.63
蓖麻 *Ricinus communis*	**3.85**	258.19	5.26	14.33	47.00	0.22	515.12	2.20	1.92	28.56
一把伞南星 *Arisaema erubescens*	**2.78**	**1 555.06**	17.53	10.13	31.50	0.40	677.92	**66.35**	8.53	25.44
假臭草 *Praxelis clematidea*	**1.40**	277.78	**75.36**	30.40	16.13	**1.04**	567.71	**67.74**	3.02	16.13
链荚豆 *Alysicarpus vaginalis*	**1.33**	233.61	6.04	5.76	13.13	**0.88**	446.46	**62.51**	4.22	13.50
鬼针草 *Bidens pilosa*	**1.67**	529.31	12.43	11.03	14.75	0.41	514.47	**68.66**	15.36	15.00
一点红 *Emilia sonchifolia*	**1.50**	**1 333.33**	5.08	4.10	28.63	**1.90**	**1 085.42**	2.52	6.78	54.81
葛 *Pueraria lobata*	0.08	567.64	**70.22**	9.15	19.50	0.20	**943.06**	**71.81**	9.37	15.63
丁香蓼 *Ludwigia prostrata*	**2.76**	282.64	**66.61**	6.06	31.50	0.17	**824.60**	**64.67**	4.59	21.00
小蓬草 *Conyza canadensis*	**0.89**	230.42	**68.69**	7.75	17.75	**1.15**	267.01	**58.57**	5.17	9.88
千里光 *Senecio scandens*	**7.64**	561.81	15.28	5.21	16.13	**1.19**	242.21	1.30	5.24	14.81
青蒿 *Artemisia caruifolia*	0.60	82.93	4.18	4.00	9.50	0.35	562.77	**41.56**	5.85	23.06
白背枫 *Buddleja asiatica*	0.38	245.00	6.00	7.86	30.63	0.67	433.90	1.93	0.28	25.06
蒙古蒿 *Artemisia mongolica*	0.68	495.14	**70.18**	13.60	19.38	0.47	587.99	**71.73**	5.11	26.06
黄花草 *Cleome viscosa*	0.68	316.53	**69.57**	6.97	18.88	0.64	**730.21**	**68.49**	6.63	18.50
青葙 *Celosia argentea*	0.57	290.00	**68.54**	2.01	9.50	**1.28**	**2 400.70**	**24.91**	5.60	10.94
赛葵 *Malvastrum coromandelianum*	0.39	306.81	**70.63**	9.67	17.38	0.66	**708.26**	**63.62**	4.78	26.00
响铃豆 *Crotalaria albida*	0.54	121.65	**66.22**	7.97	17.00	0.36	546.18	**66.57**	13.40	6.06
蔓草虫豆 *Cajanus scarabaeoides*	0.11	**712.22**	**73.74**	12.65	13.63	0.12	591.67	**68.87**	14.98	12.00
筒轴茅 *Rottboellia exaltata*	**2.03**	535.56	**83.21**	28.19	32.75	0.10	101.93	2.58	1.88	21.25
牛筋草 *Eleusine indica*	0.38	492.50	**94.63**	14.18	3.63	0.61	**925.83**	3.35	5.15	47.50

苣荬菜 *Sonchus arvensis*	0.08	487.50	10.08	4.33	3.75	**1.14**	337.36	5.79	3.92	18.50

注：对超过生长在未污染土壤中的陆生植物的正常重金属浓度范围的数值加粗。

Note: Values that exceed the normal range of heavy metal concentrations for terrestrial plants grown in uncontaminated soil are highlighted in bold.

表 6 优势植物的生物富集系数和转运系数

Table 6 Bioconcentration factor (BCF) and translocation factor (TF) of dominant plants

植物名称	BCF					TF				
Species	Cd	Mn	Cr	Pb	Zn	Cd	Mn	Cr	Pb	Zn
蜈蚣草 *Eremochloa ciliaris*	**1.06**	0.03	0.26	0.11	0.10	0.17	0.33	**2.35**	0.29	**3.26**
牵牛 *Pharbitis nil*	**1.35**	0.11	0.04	0.20	0.28	0.29	0.98	0.54	**1.57**	0.74
蓖麻 *Ricinus communis*	0.58	0.03	0.02	0.04	0.14	0.06	**2.00**	0.42	0.13	0.61
一把伞南星 *Arisaema erubescens*	0.71	0.42	0.95	0.24	0.27	0.51	0.44	**3.79**	0.84	0.81
假臭草 *Praxelis clematidea*	**1.53**	0.07	0.49	0.09	0.10	0.74	0.44	0.90	0.10	**1.00**
链荚豆 *Alysicarpus vaginalis*	0.73	0.03	0.51	0.11	0.07	0.66	1.91	0.95	0.73	**1.03**
鬼针草 *Bidens pilosa*	0.60	0.09	0.65	0.63	0.09	0.61	0.97	**2.12**	**1.39**	**1.02**
一点红 *Emilia sonchifolia*	0.75	0.11	0.02	0.23	0.31	**1.26**	0.81	0.50	**1.66**	**1.13**
葛 *Pueraria lobata*	0.05	0.05	0.75	0.13	0.09	**2.42**	**1.66**	**1.02**	**1.02**	0.80
丁香蓼 *Ludwigia prostrata*	0.72	1.04	0.81	0.13	0.20	0.06	**2.92**	0.97	0.76	0.67
小蓬草 *Conyza canadensis*	0.43	0.01	0.53	0.12	0.06	**1.30**	**1.16**	0.85	0.67	0.56
千里光 *Senecio scandens*	0.45	0.01	0.01	0.13	0.09	0.16	0.43	0.08	**1.01**	0.92
青蒿 *Artemisia caruifolia*	0.63	0.11	0.39	0.20	0.15	0.59	**6.79**	**9.94**	**1.46**	**1.18**
白背枫 *Buddleja asiatica*	**1.20**	0.08	0.02	0.01	0.16	**1.80**	**1.77**	0.32	0.04	0.82
蒙古蒿 *Artemisia mongolica*	0.85	0.11	0.67	0.18	0.16	0.70	**1.19**	1.02	0.38	**1.35**
黄花草 *Cleome viscosa*	0.45	0.06	0.72	0.21	0.09	0.94	**2.31**	0.98	0.95	0.98
青葙 *Celosia argentea*	**1.26**	0.30	0.32	0.26	0.06	**2.24**	**8.30**	0.36	**2.78**	**1.15**
赛葵 *Malvastrum coromandelianum*	0.08	0.02	0.42	0.06	0.08	**1.70**	**2.31**	0.90	0.49	**1.50**
响铃豆 *Crotalaria albida*	0.04	0.01	0.44	0.17	0.02	0.67	**4.49**	**1.01**	**1.68**	0.36
蔓草虫豆 *Cajanus scarabaeoides*	0.01	0.01	0.45	0.19	0.04	**1.06**	0.83	0.93	**1.18**	0.88
筒轴茅 *Rottboellia exaltata*	0.28	0.02	0.02	0.05	0.13	0.05	0.19	0.03	0.07	0.65
牛筋草 *Eleusine indica*	**1.80**	**2.57**	0.06	0.20	0.42	**1.63**	**1.88**	0.04	0.36	**3.49**
苣荬菜 *Sonchus arvensis*	**1.24**	0.05	0.06	0.16	0.11	**1.05**	0.69	0.57	0.90	**4.93**

注：对富集系数和转运系数大于 1 的数值加粗。

Note: Values of bioconcentration factor (BCF) and translocation factor (TF) that are greater than 1 are highlighted in bold.

3 讨论

锰矿尾库区通常是重金属污染源，矿区附近的土壤一般重金属严重超标且肥力低下。本研究中，桂北某典型锰矿尾库区周边土壤中 Mn、Cd、Pb、Zn 的含量都处于较高的水平，Nemerow 综合污染指数表明研究区整体处于重度污染级别，单因子污染指数分析表明研究区 Cd 和 Mn 具有较高的污染风险，为典型的 Cd/Mn 复合污染。土壤 Cd/Mn 复合污染常见于锰矿区及其周边受污染土壤。黄小娟等（2014）分析了重庆溶溪锰矿尾渣堆积区土壤以及周边农田土壤的重金属含量并应用 Hakanson 潜在生态危害指数法开展生态风险评价，结果表明尾矿堆积区土壤的锰和镉含量最高达 1205 65.7 mg·kg^{-1} 和 6.82 mg·kg^{-1}，是全国土壤背景值的数十倍，是该矿区土壤的主要污染元素。唐文杰等（2016）在广西桂林市全州县绍水镇、南宁市武鸣县双桥镇、崇左市大新县下雷镇的三处锰矿开展土壤污染调查，分别从未开采区、开采区、尾矿坝和恢复区采集土壤样品进行分析，结果表明锰和镉是这三个矿区土壤的主要污染元素。这些结果说明锰矿

区 Cd/Mn 复合污染存在较大生态风险。土壤中较高的 Cd、Mn 含量可能是研究区植物种类较少的原因。研究表明，土壤中的镉通过根系进入植物体内后会引起一系列的毒性反应，首先破坏根细胞的酶系统，影响正常生理代谢功能，抑制根系对营养物质的吸收，还会对叶绿体造成损伤，造成光合作用速率降低（Haider et al., 2021）。植物摄入过量的锰会发生锰中毒，叶上会出现暗褐色斑点、失绿症、叶片干枯脱落等症状，锰中毒还会导致植物体继发性铁缺乏和细胞磷含量降低，抑制根系生长（Santos et al., 2017）。因此，在如此恶劣的环境下依然能生长繁育并成为优势种，说明植物对重金属污染环境具有极强的适应能力。从这些植物中筛选出具有重金属耐性和富集能力的植物用于当地的污染土壤修复具有很大的应用潜力。

农田土壤中过高的重金属含量会严重抑制作物的生长并影响其可食用性（王浩等，2020）。由于广西的耕地资源较为匮乏，在矿区周围土壤种植农作物的现象较为普遍。本研究结果表明，尾矿区周边土壤上种植的作物主要受到 Cd、Cr 和 Pb 的重金属污染，花生、大豆和芝麻的 Cd 含量严重超出食品安全国家标准中的上限值，这可能与油料作物易于在籽粒中富集 Cd 有关（Rai et al., 2019），花生、小白菜、赤小豆和扁豆中的 Cr 含量都超过了 60 $mg \cdot kg^{-1}$，高于标准上限值的 60 倍以上，除南瓜外其余 8 种作物的 Pb 含量也都超过了标准上限值。陆素芬等（2016）调查了广西南丹某矿区附近 166 个蔬菜样品的重金属污染情况，发现 Pb 和 Cd 的超标现象较为显著，对蔬菜品质和居民身体健康构成隐患。本研究中 9 种作物的综合污染指数水平都达到了重度污染级别，这与前人的研究结果相似。例如，陈春强等（2017）对广西荔浦、平乐、来宾 3 个锰矿恢复区的 19 种农作物进行重金属含量分析，综合污染指数表明重度污染率达到 93.5%。本研究所采集作物样品均为当地居民日常食用作物，长期食用该研究区的作物将对人体产生极高的健康风险。

植物地上部分中重金属含量对于筛选超富集植物具有重要的参考作用，虽然目前对于超富集植物的定义还存在一定的争论，但目前较为公认的超富集植物界定标志包括：1）植物地上部分含量超过临界值，例如 Mn 1000 0 $mg \cdot kg^{-1}$、Zn 3000 $mg \cdot kg^{-1}$、Cd 和 Se 100 $mg \cdot kg^{-1}$、Cr、As、Cu、Ni 和 Pb 1000 $mg \cdot kg^{-1}$；2）植物吸收的重金属更多得分布在地上部分，即转运系数大于 1；3）对重金属具有很强的耐受性，吸收重金属时不影响其正常生长（Sharda et al., 2021；Fernández et al., 2017）。从本研究中 23 种优势植物地上部分重金属含量来看，5 种重金属均未达到临界值，且差距较大。考虑到这些植物中蜈蚣草、鬼针草、青葙等已经被报道是超富集植物或者富集植物，这种现象很可能是由于土壤中重金属有效性较低从而影响了植物的吸收导致的。这一点从富集系数的结果可以得到验证，结果显示大部分植物的富集系数都远远小于 1，说明植物对土壤中重金属的富集较少。此外，根据植物对重金属应对机制的不同可将植物分为富集型植物、根部囤积型植物和规避型植物（Vaculik et al., 2012）。在对矿区及其周边重金属污染土壤进行修复和安全利用的过程中，应根据植物的特性采取响应的措施，富集型植物可用于污染程度较轻的农田修复，根部囤积型植物和规避型植物更适合用于污染程度较重区域的植被恢复工作（Zhu et al., 2018）。顿梦杰等（2021）研究了贵州牛角塘铅锌矿区 30 种优势植物的重金属富集特征，结果表明鬼针草、千里光、头花蓼等为富集型植物，紫茉莉、节节草为根部囤积型植物、河北木蓝为规避型植物。富集型植物能大量吸收土壤中的重金属并将其转运到地上部分，本研究中青葙、鬼针草、一点红、蜈蚣草等对多种重金属转运系数大于 1，富集能力较强，具备富集型植物特征。其中青葙对 Cd 和 Mn 的转运系数都是所有植物中最高的，考虑到该地区以 Cd/Mn 复合污染为主的土壤污染特征，青葙可作为锰矿区土壤修复的优选修复植物。根部囤积型植物对土壤中重金属的吸收能力较强，但大部分重金属不向地上部分转移，本研究中一把伞南星、蓖麻、千里光等根部重金属含量较高，转运系数较低，具备根部囤积型植物特征。规避型植物能避免根部对土壤中重金属的吸收，本研究中响铃豆、筒轴茅、苣荬菜等富集的重金属含量相对较低，且在重金属污染土壤中能健康生长，具备规避型植物特征。

3 结论

（1）研究区土壤重金属含量较高，其中镉和锰是主要污染元素，其单因子污染指数分别为 20.82 和 147.09，具有较高的生态风险。

（2）23 种优势植物体内重金属含量超过正常浓度范围，其中青葙、鬼针草、一点红、蜈蚣草等对多种重金属转运系数大于 1，具备富集型植物特征，但地上部重金属含量均未达到超富集植物的临界标准，可用于当地重金属污染土壤的生态修复。

（3）研究区花生、小白菜等作物可食用部位中的 Cd、Cr、Pb 含量均超过食品国家安全标准（GB

2762-2017）中的阈值，具有较高健康风险。因此在修复污染土壤的同时，应对农作物污染程度进行监测，保障农产品质量安全。

参考文献

CHENG JW, CAI SW, HUANG MQ, 2021. Bioconcentration of Heavy Metals in Dominant Plants of Xiangjiang Manganese Mining Area in Guizhou Province[J]. Ecol Environ, 30(8): 1742-1750. [程俊伟，蔡深文，黄明琴，2021. 贵州湘江锰矿区优势植物重金属富集特征研究[J]. 生态环境学报, 30(8): 1742-1750.]

China National Environmental Monitoring Centre, 1990. Background values of soil elements in China[M]. Beijing: China Environmental Science Press. [中国环境监测总站, 1990. 中国土壤元素背景值[M]. 北京：中国环境科学出版社.]

DAI HP, WEI SH, SKUZA L, et al., 2021. Phytoremediation of two ecotypes cadmium hyperaccumulator *Bidens pilosa* L. sourced from clean soils[J]. Chemosphere, 273: 129652.

DONG B, ZHANG RZ, GAN YD, et al., 2019. Multiple methods for the identification of heavy metal sources in cropland soils from a resource-based region[J]. Sci Total Envir, 651(2): 3127-3138.

DUN MJ, Zhang YX, Song B, et al., 2021. Heavy metal enrichment of dominant plants in Niujiaotang mining area Guizhou Province[J]. Guihaia. https://kns.cnki.net/kcms/detail/45.1134.Q.20200928.1629.002.html. [顿梦杰，张红霞，宋波等，2021. 贵州牛角塘铅锌矿区优势植物的重金属富集特征[J]. 广西植物. https://kns.cnki.net/kcms/detail/45.1134.Q.20200928.1629.002.html.]

FERNANDEZ S, POSCHENRIEDER C, MARCENO C, et al., 2017. Phytoremediation capability of native plant species living on Pb-Zn and Hg-As mining wastes in the Cantabrian range, north of Spain[J]. J Geochem Explor, 174: 10-20.

GARDEA TJL, PERALTA VJR, MONTES M, et al., 2004. Bioaccumulation of cadmium, chromium and copper by *Convolvulus arvensis* L.: impact on plant growth and uptake of nutritional elements[J]. Bioresource Technol, 92(3): 229-235.

Guangxi Institute of Environmental Protection Science, 1992. Soil background research methods and soil background values in Guangxi[M]. Nanning: Guangxi Science and Technology Press. [广西环境保护科学研究所, 1992. 土壤背景研究方法及广西土壤背景值[M]. 南宁：广西科学技术出版社.]

HAIDER FU, LI C, COULTER JA, et al., 2021. Cadmium toxicity in plants: Impacts and remediation strategies[J]. Ecotoxicol Environ Safety, 211: 111887

HAO QJ, JIANG CS, 2015. Heavy metal concentrations in soils and plants in Rongxi Manganese Mine of Chongqing, Southwest of China[J]. Acta Ecol Sin, 35(1): 46-51.

HUANG XJ, JIANG CJ, HAO QJ, 2014. Assessment of heavy metal pollutions in soils and bioaccumulation of heavy metals by plants in Rongxi Manganese mineland of Chongqing [J]. Acta Ecol Sin, 34(15): 4201-4211. [黄小娟，江长胜，郝庆菊, 2014. 重庆溶溪锰矿区土壤重金属污染评价及植物吸收特征[J]. 生态学报, 34(15): 4201-4211.]

CHEN CQ, DENG H, CHEN XM, 2017. Assessment on human health risk of heavy metal in the food crops from three manganese mine recovery areas in Guangxi, China[J]. J Guangxi Norm Univ, 35(4): 127-135. [陈春强，邓华，陈小梅, 2017. 广西 3 个锰矿恢复区农作物重金属健康风险评价[J]. 广西师范大学学报(自然科学版), 35(4): 127-135.]

LEE JS, LEE SW, CHON H T, et al., 2008. Evaluation of human exposure to arsenic due to rice ingestion in the vicinity of abandoned Myungbong Au–Ag mine site, Korea[J]. J Geochem Explor, 96: 231-235.

LEI M, TIE BQ, SONG ZG, et al., 2015. Heavy metal pollution and potential health risk assessment of white rice around mine areas in Hunan Province, China [J]. Food Sec, 7(1): 45-54.

LIU J, ZHANG XH, LI TY, et al., 2014. Soil characteristics and heavy metal accumulation by native plants in a Mn mining area of Guangxi, South China[J]. Environ Monit Assess, 186(4): 2269-2279.

LIU K, ZHANG H, LIU Y, et al., 2020. Investigation of plant species and their heavy metal accumulation in manganese mine tailings in Pingle Mn mine, China[J]. Environ Sci Poll Res, 27(16): 19933-19945.

LIU K, FAN L, LI Y, et al., 2018. Concentrations and health risks of heavy metals in soils and crops around the Pingle manganese (Mn) mine area in Guangxi Province, China. [J]. Environ Sci Poll Res, 25(30): 30180-30190.
LIU PF, WU ZQ, LUO XR, et al., 2020. Pollution assessment and source analysis of heavy metals in acidic farmland of the karst region in southern China — A case study of Quanzhou County[J]. Appl Geochem, 123: 104764.
LUCKENEDER S, GILIUM S, SCHAFFARTZIK A, et al., 2021. Surge in global metal mining threatens vulnerable ecosystems[J]. Global Environ Change, 69: 102303.
LU SF, SONG B, FU FY et al., 2016. Heavy metal content in vegetable and its health risk as affected by mining activities in Nandan County[J]. J Ecol & Rural Environ, 32(3): 478-485. [陆素芬，宋波，伏凤艳等, 2016. 南丹矿业活动影响区蔬菜重金属含量及健康风险[J]. 生态与农村环境学报, 32(3): 478-485.]
Ministry of Ecology and Environment of the People's Republic of China, 2018. Soil environment quality risk control standard for soilcontamination of agriculture land[S]. Beijing: China Environmental Press. [中华人民共和国生态环境部, 2018. 土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准（试行）[S]. 北京：中国环境出版社.]
OGUNKUNLE CO, FATOBA PO, 2013. Pollution loads and the ecological risk assessment of soil heavy metals around a mega cement factory in Southwest Nigeria[J]. Pol J Environ Stud, 22(2): 487-493.
RAI PK , LEE SS, ZHANG M, et al., 2019. Heavy metals in food crops: Health risks, fate, mechanisms, and management[J]. Environ Int, 125: 365-385.
SANTOS EF, KONDO S, JOSE M, et al., 2017. Physiological highlights of manganese toxicity symptoms in soybean plants: Mn toxicity responses[J]. Plant Physiol Biochem, 113: 6-19.
SHARDA P, VARTIKA M, ARUSHI G, et al., 2021. Molecular mechanisms underlying heavy metal uptake, translocation and tolerance in hyperaccumulators-an analysis: Heavy metal tolerance in hyperaccumulators[J]. Environ Challenges, 4: 100197.
SHARMA P, NGO HH, KHANAL S, et al., 2021. Efficiency of transporter genes and proteins in hyperaccumulator plants for metals tolerance in wastewater treatment: Sustainable technique for metal detoxification[J]. Environ Technol Innovation, 9: 101725.
TANG WJ, DENG H, HUANG JB, 2016. Evaluation of Soil Heavy Metal Pollution in Wasteland of Manganese Mining Area in Guangxi[J]. Hubei Agric Sci, 55(3): 575-580. [唐文杰，邓华，黄江波, 2016. 广西锰矿区废弃地土壤重金属污染评价[J]. 湖北农业科学, 55(3): 575-580.]
VACULIK M, KONLECHNER C, LANGER I, et al., 2012. Root anatomy and element distribution vary between two *Salix caprea* isolates with different Cd accumulation capacities[J]. Environ Poll, 163: 117-126.
WANG H, YE LL, CHEN YS et al., 2020. Heavy Metal Content Characteristics and Health Risk Assessment of Vegetables in Reclaimed Land of Bauxite Mine Region in Guangxi[J]. SW Chin J Agric Sci, 33(11): 2655-2661.[王浩，叶丽丽，陈永山等, 2020. 广西典型铝矿区复垦地蔬菜中重金属含量特征及健康风险评价[J]. 西南农业学报, 33(11): 2655-2661.]
WU B, PENG H, SHENG M, et al., 2021. Evaluation of phytoremediation potential of native dominant plants and spatial distribution of heavy metals in abandoned mining area in Southwest China[J]. Ecotoxicol Environ Safety, 220: 112368.
XIAO R, WANG S, LI RH, et al., 2017. Soil heavy metal contamination and health risks associated with artisanal gold mining in Tongguan, Shaanxi, China[J]. Ecotoxicol Environ Safety, 141: 17-24.
YU G, JIANG P, FU X, et al., 2020. Phytoextraction of cadmium-contaminated soil by *Celosia argentea* Linn.: A long-term field study[J]. Environ Poll, 266: 115408.
ZHU G, XIAO H, GUO Q, et al., 2018. Heavy metal contents and enrichment characteristics of dominant plants in wasteland of the downstream of a lead-zinc mining area in Guangxi, Southwest China[J]. Ecotoxicol Environ Safety, 151: 266-271.